

最終処分場浸出水水質予測のための 汚濁物質収支マクロモデルの構築 — 溶出パラメータの決定に着目して —

高橋 東洋己¹・藤山 淳史²・石井 一英³・佐藤 昌宏⁴

¹非会員 北海道大学工学部 (現: 京都大学大学院工学研究科) (〒060-8628 札幌市北区北13条西8丁目)

E-mail: takahashi.toyoki.34u@st.kyoto-u.ac.jp

²正会員 北海道大学特任助教 大学院工学研究院 (〒060-8628 札幌市北区北13条西8丁目)

E-mail: fujiyama@eng.hokudai.ac.jp

³正会員 北海道大学准教授 大学院工学研究院 (〒060-8628 札幌市北区北13条西8丁目)

E-mail: k-ishii@eng.hokudai.ac.jp

⁴正会員 北海道大学助教 大学院工学研究院 (〒060-8628 札幌市北区北13条西8丁目)

E-mail: satomasahiro@eng.hokudai.ac.jp

昨年度、最終処分場を1つのボックスとして捉え、マクロ的視点から溶出し得る汚濁物質 (CODおよびCl) の洗い出しと減衰を考慮した汚濁物質収支モデルが提案されている。本研究では、提案されている汚濁物質収支モデルの中で、特に溶出パラメータに着目し、汚濁物質の溶出率に時間を考慮した関数を導入することで、モデルの精度向上に向けた検討を実施した。検討を行った結果、現場スケールの実測値であるということ、一次近似的なボックスモデルという精度を考慮すると、比較的良好な結果を得ることができた。さらに、構築したモデルを用いて、将来の浸出水濃度の予測を行った。

Key Words : *pollutants mass balance model, waste stabilization, closed system disposal facility, open system disposal facility*

1. 序論

循環型社会における廃棄物の適正処理の観点から、最終処分場の廃止時期の推定や、安定化促進方策を検討するために、廃棄物の安定化度合いを把握することは重要な課題である。廃棄物の安定化は基本的にガス発生量、廃棄物層内温度、沈下量、浸出水水質によって判断される。これらは最終処分場の廃止基準にも指定されている。この中でも、浸出水水質の把握は、廃棄物そのものから溶出し得る汚濁物質量が微生物分解によって減少し、また、浸出水を經由して系外に排出されるため数値的に判断することが難しい¹⁾とされている。最終処分場の安定化に関する研究は廃棄物層内をミクロ的に捉えた様々なモデルが検討され、廃棄物層内の現象の解明は進んできた。しかしながら、これまで検討されてきたモデルを実際の処分場で使用 (浸出水の水質予測など) することを考えた場合、廃棄物が不均一に埋まっていることなど様々な要因により、実験である程度限定的な条件下でのパラメータを求められたとしても、実際の処分場に適用

するパラメータを決定することは容易ではないと考えられる。そこで昨年度、池田らは最終処分場を1つのボックスとして捉え、物理化学的・生物学的な現象を総括し、マイクロモデルに比べてより少ないパラメータで現象を表現できる汚濁物質収支モデルを提案²⁾している。

また、近年では、最終処分場の建設に関して、住民合意が得やすく、かつ、環境に配慮したクロズド型最終処分場 (以下、CS処分場) の建設が進んでいる。CS処分場はオープン型最終処分場 (以下、OS処分場) とは構造が異なり、埋立地上部に覆蓋を有している。覆蓋を有していることで、降雨・降雪の影響を受けずに廃棄物を埋立処分することが可能となっている。そのため、CS処分場では、埋立廃棄物は降水の影響を受けないため、人口散水による汚濁物質の洗い出しと、微生物による有機物分解により安定化が進行している。近年、埋立物の無機化が進んでおり最終処分場に搬入される有機物は減少しているものの、最終処分場に搬入される微生物分解可能な有機物はゼロではない。しかしながら、CS処分場の安定化については、洗い出しを中心とした実験

データなどを参考に液固比を設定すること³⁾となっている。なお、液固比とは廃棄物1m³あたりに目標とする浸出水水質に達するまでに発生する浸出水量[m³]であり、埋立廃棄物の質や安定化到達浸出水水質によって異なる。CS処分場での液固比は表-1を目安に設定されているが、汚濁物質の洗い出しのみを対象としているため、微生物の活動等によって減衰する汚濁物質は考慮されていないのが現状である。

本研究では、池田らによって提案されている汚濁物質収支モデルの中で、特に溶出パラメータに着目し、汚濁物質の溶出率に時間を考慮した関数（時間とともに減少すると仮定）を導入することで、モデルの精度向上に向けた検討を実施した。なお、対象処分場は池田らと同様に、A処分場（CS処分場）およびB処分場（OS処分場）とし、対象汚濁物質はCODおよびClとする。

2. 対象施設

(1) A最終処分場（CS処分場）

A最終処分場（以下、A処分場）は、2002年11月より供用を開始し、埋立面積は900m²、埋立容積は3,836m³（平成27年3月時点での残容量は999m³）、覆蓋を有しているCS処分場であり、人口散水には上水を使用している。また、12月から3月までは散水が凍結するため、散水は行っていない。散水停止期間中の散水量を散水を行っている期間中に追加して散水を行っているわけではないため、通年散水を行っている他のCS処分場に比べて液固比は低くなっている。

(2) B最終処分場（OS処分場）

B最終処分場（以下、B処分場）は、2002年12月より供用を開始し、埋立面積は2,800m²、埋立容積は7,100m³（平成26年6月時点での残容量は2,813m³）、覆蓋を有していない準好気型のOS処分場である。

3. 汚濁物質収支マクロモデルの構築

(1) モデルの目的

本研究でモデルを構築するにあたり、考慮した点を下記に示す。

- ① 最終処分された廃棄物層内で生じる「洗い出し」「微生物反応分解」「物理・化学反応」などの複雑な挙動をミクロ的な視点からモデル化するのではなく、最終処分場を一つのボックスと捉えたうえで、1年毎の水分および汚濁物質の物質収支をマクロ的な視点から捉える。

表-1 液固比の目安

	BOD [mg/L]	COD [mg/L]	Cl ⁻ [mg/L]	液固比 [m ³ /m ³]
排水基準値	60	90	—	1.0~1.3
性能指計	20	50	—	1.5~2.0
高度処理	20	20	—	1.5~3.0
脱塩処理	10	10	500	3.0以上

- ② 焼却残渣や不燃物の無機物主体の廃棄物が埋め立てられることを想定し、下記2つの汚濁物質を対象にモデル化を行う。

- ・ COD_{Mn}（以下、COD）：廃止後も最終処分場において長期的な溶出が懸念されており、また、最終処分場の廃止基準にも指定されているためである。なお、測定は下水試験法に基づいて、過マンガン酸カリウムによる有機物の酸素要求量（COD_{Mn}）を求めた。
- ・ 塩化物イオン（以下、Cl⁻）：近年有機物主体の埋立において埋立地周辺の農地などへの塩害が懸念されるためである。なお、測定はイオンクロマトグラフィ法を用いた。

- ③ 主たる安定化プロセスとしては、上記汚濁物質の洗い出しを想定する。従って、対象とする汚濁物質は、最終処分場から浸出水を経由して、系外へ出る可能性のある汚濁物質が対象となる。

- ④ サンプリングの空間分布や方法によって生じる現地調査データの誤差とモデルの推定誤差を加味してもなお、洗い出しのみでは、現地のデータが表現できない場合が想定される。その誤差の説明の要因を試みるとともに、補正係数についても考慮する。

(2) モデルの定式化

CODを例に、汚濁物質収支モデルのイメージを図-1に示す。例えば、埋立1年目に埋め立てられた廃棄物から溶出するCOD量をCOD_{in}¹とすると、一部は洗い出しにより浸出水を経由して洗い出される。その量をCOD_{out}¹とする。一方、上記で説明したように、洗い出しだけでは説明できない現象による損失を考慮する。溶出するCODの一部は、微生物や化学的作用の分解による損失、あるいは、廃棄物粒子への再吸着等により捕捉による損失によって損失するものと考えられ、現時点では全ての現象は解明されている訳ではない。本研究では、こうした現象等による損失を、ひとまとめにして、「減衰」として捉える。よって、溶出するCOD量の一部は、減衰により損失すると考えることにする。この量をCOD_{att}¹とする。以上、洗い出しと減衰による量を差し引いたものが、残存溶出ポテンシャル量COD_{res}¹となる。

2年目は、まず1年目の残存ポテンシャル量から、洗い出しと減衰により減った量である $COD_{out}^{1,2}$ と $COD_{att}^{1,2}$ を考慮する。次に、2年目に埋め立てられた廃棄物は、1年目と同様に、溶出するCOD量 COD_{in}^2 から、洗い出し量 $COD_{out}^{2,1}$ と減衰量 $COD_{att}^{2,1}$ を差し引く。すなわち、2年目の洗い出しによる損失量 COD_{out}^2 は、 $COD_{out}^{1,2}$ と $COD_{out}^{2,1}$ の和で表現され、同様に減衰による損失量 COD_{att}^2 は、 $COD_{att}^{1,2}$ と $COD_{att}^{2,1}$ の和となる。よって、2年目の残存ポテンシャル量 COD_{res}^2 を求めることが可能となる。

以上、COD成分を対象とした場合の*i*年目の物質収支式は、以下の通りとなる。

$$COD_{res}^i = COD_{res}^{i-1} + COD_{in}^i - COD_{out}^i - COD_{att}^i \quad (1)$$

$$COD_{out}^i = R \times (COD_{in}^i + COD_{res}^{i-1}) \quad (2)$$

$$COD_{att}^i = k \times (COD_{in}^i + COD_{res}^{i-1}) \quad (3)$$

ここで、洗い出しと減衰は一次反動的に現象を捉え、*R*を溶出率および*k*を減衰係数と定義することとした。いずれも次元は[1/年]である。

(3) パラメータ決定方法

本モデルの現地データを用いて決定すべきパラメータは、溶出率と補正係数となる。図-2にこれらのパラメータ決定の考え方を示す。

a) インプット量の推定

実際に最終処分場に搬入される廃棄物の繰り返し溶出試験により、最大溶出ポテンシャル量を推定する。本研究では、池田らによって推定された最大溶出ポテンシャル量を、過去に埋め立てられたものと同等と仮定して評価する。毎年のインプット量は、この廃棄物種類毎の最大溶出ポテンシャル量と各廃棄物の埋立量で推定される。

b) アウトプット量の推定

本研究でのアウトプットは、浸出水を經由して系外へ出る汚濁物質であると定義しているため、浸出水量と浸出水原水の濃度を乗じたもので決定できる。ただし、オープン型最終処分場の場合は、浸出水量や濃度に季節変動があることから、これらを考慮するために、毎月のデータを用いる。

c) 溶出率*R*の決定

以上より、埋め立て開始から現時点までのa)インプット量を推定し、これらの値を用いて計算される毎年のアウトプット量が、b)の実測を踏まえたアウトプット量とマッチするように、溶出率*R*を決定することができる。その際には、最小二乗誤差を最小にする手法を用いた。

d) 計算残存ポテンシャル量の推定

c)より、現時点における計算残存ポテンシャル量を求めることができる。

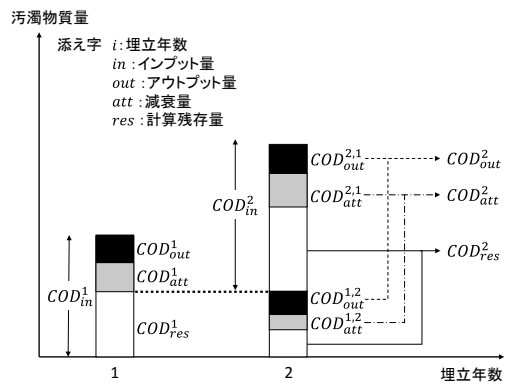


図-1 汚濁物質収支モデルのイメージ

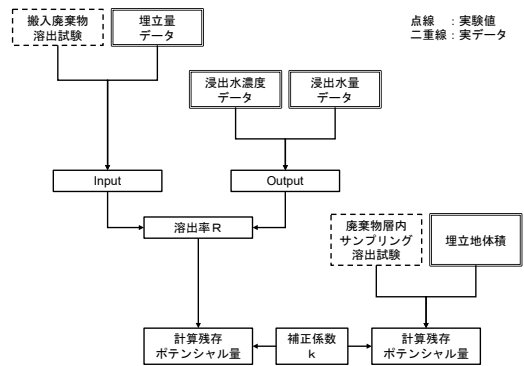


図-2 溶出率と補正係数の決定の考え方

e) 実残存溶出ポテンシャル量の推定

次に、実際に埋め立てられている廃棄物サンプルを採取し、繰り返し溶出試験により、実残存ポテンシャル量を推定する。廃棄物層全体の値を推測する必要があることから、できる限り、廃棄物層から多くのサンプルがあった方が良い。また、埋立時期を考慮して鉛直および水平などの空間分布を考慮する必要がある。

f) 補正係数*k*の決定

サンプリング誤差や分布誤差等を考慮してもなお、計算残存ポテンシャルが実残存ポテンシャルに差異がある場合には、洗い出し以外の現象による減衰・増大を考慮して、両者がマッチするように補正係数*k*を推定する。推定の際には、溶出率と同様に、最小二乗法を用いる。

補正係数の意味合いとしては、単なるモデルの精度の補正という意味合いではなく、埋立時点で溶出可能な汚濁物質に何らかの変化があったと考えることができる。例えば、溶出可能な汚濁物質の一部が微生物により分解してしまう(減衰)、埋立時には溶出しなかった汚濁物質が廃棄物の固相の分解により溶解性の汚濁物質に変化してしまう(増大)、などが考えられる。

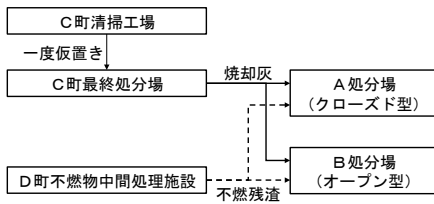


図-3 対象地域における廃棄物搬入フロー

表-2 最大溶出ポテンシャル[kg/t-waste]

		平均	最大値	最小値
COD	焼却灰	0.64	0.79	0.50
	不燃残渣	1.29	1.57	1.01
Cl	焼却灰	61.39	73.20	49.57
	不燃残渣	21.52	37.46	15.95

4. 結果と考察

(1) 廃棄物および浸出水の採取

図-3に示すように、実際に埋め立てられている焼却残渣および不燃残渣は、A処分場とB処分場では同じである。両自治体で発生した可燃ごみ（生ごみは堆肥化のため分別されている）は、C町の清掃工場へ運搬し焼却処理され、焼却残渣は清掃工場に隣接するC町の最終処分場で一時仮置きされる。その後、夏季の間のみ、A処分場およびB処分場へ搬入される。本研究では、仮置きされている焼却残渣および両処分場に実際に搬入された焼却残渣の両方を複数回採取した。

同様に、両自治体の不燃物は、D町の不燃物破砕施設で破砕され、各処分場に搬入されている。同様に両処分場に実際に搬入された不燃物を複数回採取した。

また、定期的に浸出水のサンプリングを行い、CODおよびClの分析を行った。

(2) 最大溶出ポテンシャル量の推定

本研究では、池田らの研究²⁾によって推定された値(表-2)を使用した。なお、採取したサンプルは公定法13号試験により溶出試験が行われている(1Lのポリ容器

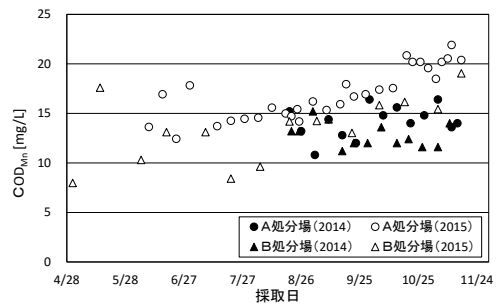


図-4 浸出水中COD分析結果(A処分場, B処分場)

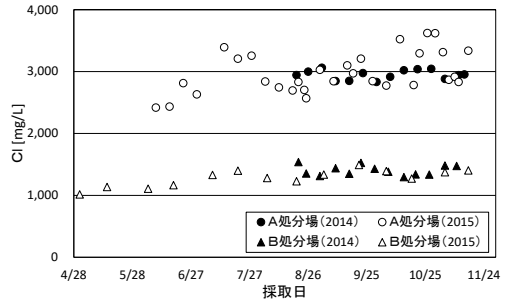


図-5 浸出水中Cl分析結果(A処分場, B処分場)

にて、廃棄物50g、水500mL)。6時間振とう後、整地後、上澄み400mLを粒子を吸い込まないように注意して取り出し、再度400mLの蒸留水を加え、繰り返し溶出試験が行われた。溶出量がほとんどなくなるまで、繰り返し行われている。

溶出液中のCODとClの分析は、過マンガン酸カリウム滴定法およびイオンクロマトグラフィを用いて測定されている。

(3) 浸出水の測定結果

両処分場の浸出水のCODおよびCl濃度の推移を図-4および図-5に示す。なお、A処分場は11月～5月の冬季期間、散水は行われていない。CS処分場では、ほぼ毎日一定量の散水を行っていることから、ほぼ年間発生する

表-3 埋立廃棄物量および浸出水量, 浸出水水質 (A処分場)

埋立年度	平成14年度	平成15年度	平成16年度	平成17年度	平成18年度	平成19年度	平成20年度	平成21年度	平成22年度	平成23年度	平成24年度	平成25年度	平成26年度	平成27年度
	2002年度	2003年度	2004年度	2005年度	2006年度	2007年度	2008年度	2009年度	2010年度	2011年度	2012年度	2013年度	2014年度	2015年度
埋立年数	1年目	2年目	3年目	4年目	5年目	6年目	7年目	8年目	9年目	10年目	11年目	12年目	13年目	14年目
埋立量														
焼却灰 [t]	15.2	20.5	45.6	52.9	58.8	63.3	64.4	64.1	47.0	50.0	51.4	51.1	52.8	0.0
不燃残渣 [t]	14.6	45.7	79.2	80.8	142.9	77.7	74.4	66.4	58.1	61.5	59.1	65.2	65.8	0.0
散水量 [m ³]	10	150	187	468	588	573	468	480	454	628	452	520	724	509
浸出水量 [m ³]	6	91	114	207	380	363	254	308	315	407	350	325	329	310
浸出水水質														
COD [mg/L]				5.6	22	34	32				34	52	14	17
Cl [mg/L]				870	4,700	4,200	4,500				4,500	4,300	2,850	3,042

※平成27年は11月までのデータ

表-4 埋立廃棄物量および浸出水量, 浸出水水質 (B処分場)

埋立年度	平成14年度	平成15年度	平成16年度	平成17年度	平成18年度	平成19年度	平成20年度	平成21年度	平成22年度	平成23年度	平成24年度	平成25年度	平成26年度	平成27年度
	2002年度	2003年度	2004年度	2005年度	2006年度	2007年度	2008年度	2009年度	2010年度	2011年度	2012年度	2013年度	2014年度	2015年度
埋立年数	1年目	2年目	3年目	4年目	5年目	6年目	7年目	8年目	9年目	10年目	11年目	12年目	13年目	14年目
埋立量														
焼却灰 [t]	7.1	32.2	17.8	20.5	32.7	37.8	32.9	26.7	31.8	31.8	35.0	27.7	19.1	
不燃残渣 [t]	0.0	8.8	40.3	44.1	65.6	44.0	36.0	33.9	37.3	50.3	53.4	52.1	31.8	
散水量 [m ³]	826	3,114	3,380	4,329	4,098	3,473	3,187		4,134	3,981	4,088	4,777	2,975	2,594
浸出水量 [m ³]														
浸出水水質														
COD [mg/L]					22	42	19		17		19		13	13
Cl [mg/L]					390	390	280		450		490		1,404	1,281

※平成27年は11月までのデータ

		平均	最大値	最小値
COD	A処分場	810	889	714
	B処分場	540	947	214
Cl	A処分場	31,101	37,784	33,324
	B処分場	15,687	19,832	11,259

	CODの溶出率		Clの溶出率	
A処分場	R = 0.02 × t ^{-0.46}		R = 0.10 × t ^{-0.76}	
B処分場	R = 0.41 (一定)		R = 0.27 × t ^{-0.82}	

浸出水中のCODとClの濃度は一定であった。一方、OS処分場であるB処分場では、浸出水発生量の変動は大きいと考えられるが、水質に関しては大きな変動は見られなかった。

(4) 埋立廃棄物量および浸出水量・浸出水質

表-3および表-4に、各処分場から提供頂いた毎年の埋立廃棄物量および浸出水量、浸出水水質に関するデータを示す。

(5) 実残存溶出ポテンシャル量の推定

本研究では、池田らに研究²⁾によって推定された値(表-5)を使用した。なお、推定については、実際に埋め立てられている廃棄物を採取し、(2)と同様の方法で繰り返し溶出試験を行うことにより推定された値に埋立地の体積を乗じることにより、埋立地に残存している実残存溶出ポテンシャル量を推計している。

(6) 溶出率の推定

アウトプット量について、実測値と計算値の差の二乗和が最小になるように、CODおよびClの溶出率を推定した。その際、溶出率Rについて、次の3通りの考え方で算出し、最も誤差が小さくなるRを採用することとした。

1) Rは一定と考える

2) 時間を変数とする減少関数と考える

$$2-1) R = a \times e^{-bt} \quad (4)$$

$$2-2) R = a \times t^{-b} \quad (5)$$

上記の考え方をを用いて、A処分場およびB処分場のCODおよびCl濃度について採用した溶出率Rを表-6に示す。また、この値を用いて計算した各処分場、各汚濁物質について、計算値と実測値を比較した結果を図-6～図-9に示す。

(7) 残存ポテンシャル量の計算値と実測値の比較

残存ポテンシャル量の計算値と実測値の比較を図-10および図-11に示す。計算残存ポテンシャル量は、イン

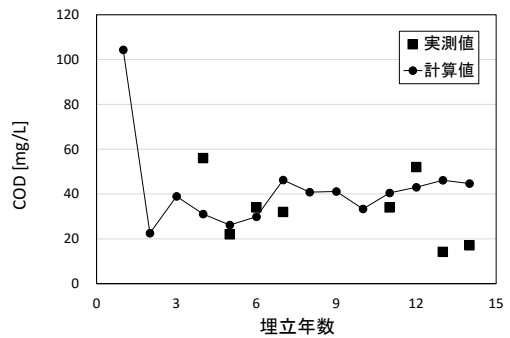


図-6 計算値と実測値の比較 (A処分場, COD)

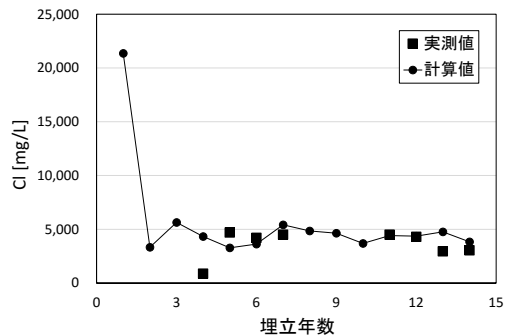


図-7 計算値と実測値の比較 (A処分場, Cl)

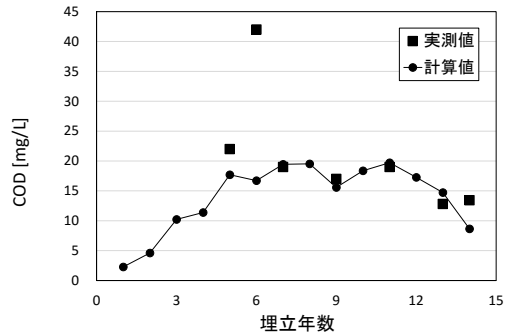


図-8 計算値と実測値の比較 (B処分場, COD)

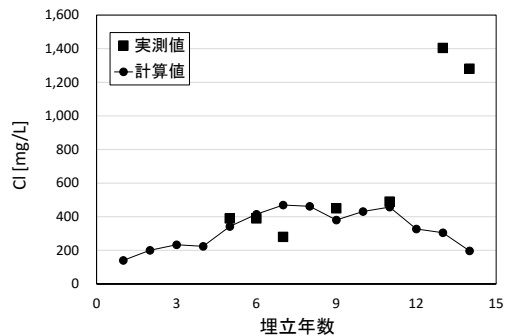


図-9 計算値と実測値の比較 (B処分場, Cl)

ット量推定の際のCODおよびClの最大溶出ポテンシャル量の最大値と最小値を考慮した値となっている。同様

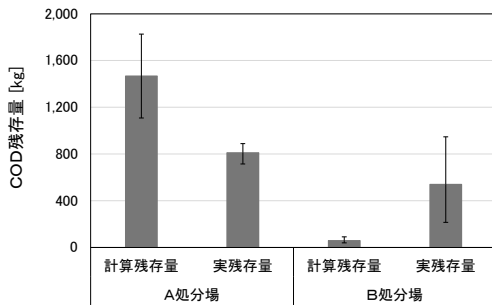


図-10 COD残存量の計算値と実測値の比較

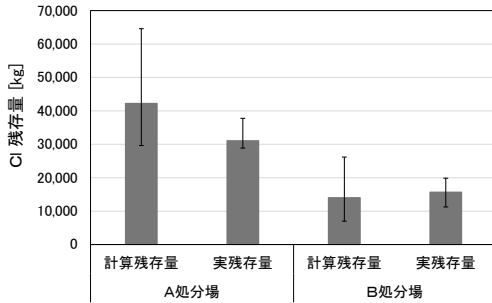


図-11 CI残存量の計算値と実測値の比較

に、実残存ポテンシャル量についても、実測の平均値に加え、最大値および最小値を考慮した値となっている。

まず、CIは分解等による損失はほとんどなく、ほぼ水溶性であると考えてもよいことから図-11に示すCIの比較は、物質収支がどの程度とれているのかの一つの目安となる。平均値の比較において、計算残存量/実残存量を算出すると、A処分場が1.36、B処分場が0.90となり、比較的一致していることが分かる。現場スケールの実測値であるということ、一次近似的なボックスモデルという精度を考慮すると、比較的良好な結果であると考えられる。

次に、CODについても同様に計算残存量/実残存量を算出すると、A処分場が1.81、B処分場が0.11と大きなばらつきが生じており、両者が一致しているとは言えない。特に、A処分場は計算残存ポテンシャル量よりも有意に実残存ポテンシャル量が小さいことが分かる。これは、洗い出しだけでは説明できない要因（本研究では、補正として扱う）を考慮する必要があることを示している。この補正については、先に述べたようにCOD成分の一部が微生物分解によって減少する、あるいは廃棄物粒子への再吸着による形態の変化などが考えられる。一方、OS処分場であるB処分場については、実残存ポテンシャル量の方がかなり多い結果となった。これは、先に述べたように、廃棄物中の有機物は時間が経過すると、最初は溶出しにくい成分であっても、低分子化が行われ、溶出するように形態が変化し得る可能性がある。B処分場

表-7 補正係数

補正係数k	
A処分場	0.074
B処分場	-0.29

は、雪解け時に水びだしとなることから、嫌気性領域で、有機物の形態が変化し、正味の溶出ポテンシャル量が増加したことが一因であると考えられる。

なお、本研究は埋立開始から14年間のデータを用いて解析しており、池田らは12年間のデータを用いて解析しているため、使用したデータに多少違いがあることから、直接比較はできないが、池田らの計算残存量/実残存量については、A処分場のCIが1.33、B処分場が1.02であり、A処分場のCODが1.64、B処分場が0.09であった。

(8) 補正係数の推定

実残存量と計算残存量が一致するように、補正係数を求めた結果を表-7に示す。本研究では、最終処分場の汚濁物質の物質収支を、洗い出しによって説明できる部分と、洗い出しによって説明できない部分、すなわち洗い出し以外の現象を全てまとめて総合的に補正係数として表すことを試みたことになる。このような観点から、補正係数の意味合いを考察すると、A処分場のように補正係数が正の値となるときは、汚濁物質を減衰させると汚濁物質を増大させる要因よりも減衰させる要因の方がどちらかと言うと大きいことを意味していると考えられる。また、補正係数が負の値をとるときは、増大させる要因の方がどちらかと言うと大きいことを意味していると考えられる。ただし、これは将来にわたって増大または減衰するというのではなく、あくまでも解析した時点までの積分値に対してという前提である。

(9) 浸出水濃度の将来予測

次に、本モデルの応用として、埋立作業が埋立14年目に終了したと仮定し、その後の浸出水水質の予測を試みた。さらに、CS処分場であるA処分場については水処理施設の容量に余裕があると想定し、感度解析として埋立終了後の散水量を現状の2倍、3倍とした場合の予測も試みた。なお、用いたパラメータは表-6の溶出率および表-7の補正係数である。なお、B処分場の補正係数については、将来予測にあたっては負の値は現実的ではないため、ゼロとして計算した。結果を図-12から図-15に示す。

CODおよびCIともに、埋立終了後は廃棄物の搬入がなくなるため、速やかに濃度減衰が生じる。CODの廃止基準は90mg/Lであるため、どちらの処分場においても埋立終了後、COD濃度は満足することが示された。しかしながら、地元住民との協定等でCOD濃度の排水基準（廃止基準）を低く設定している最終処分場も存在する。

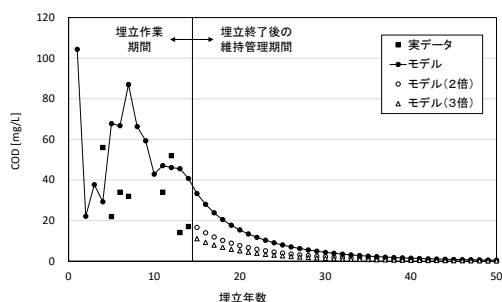


図-12 浸出水濃度の将来予測 (A処分場, COD)

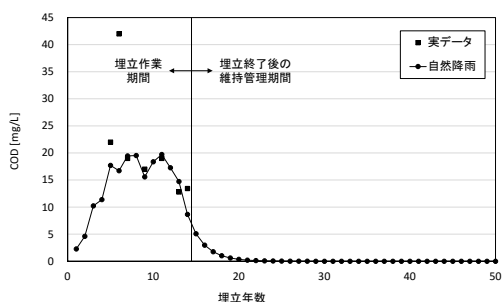


図-14 浸出水濃度の将来予測 (B処分場, COD)

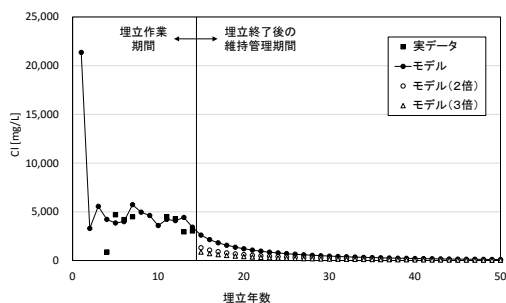


図-13 浸出水濃度の将来予測 (A処分場, Cl)

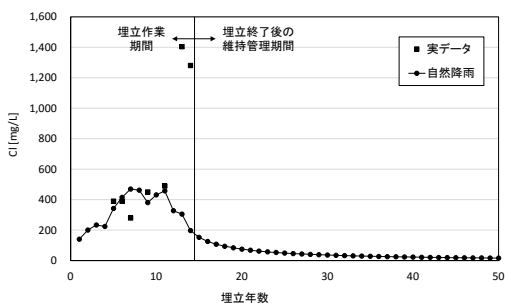


図-15 浸出水濃度の将来予測 (B処分場, Cl)

例えば、20mg/Lとした場合、A処分場では5年程度散水を継続しないといけないことが分かる。Clについては、OS処分場であるB処分場は、浸出水量も多く、Clは希釈傾向にあるため、濃度が低い傾向となった。しかしながら、CS処分場であるA処分場においては、B処分場の1/10程度の浸出水量しか発生しないため、Cl濃度の減衰は遅いことが示された。基本的に排水基準値が設定されていないければ問題はないが、もし下流に農業用水等の利用があり、500mg/L等の基準が定められている場合には、COD同様に埋立終了後も相当な期間、散水を継続しなければならないことがわかる。

5. 結論

焼却残渣と不燃破砕物を埋め立てしているCS処分場およびOS処分場の実測データを用いて、CODとCl濃度を予測することを目的に構築された汚濁物質収支マクロモデルについて、溶出パラメータに着目し、汚濁物質の溶出率に時間を考慮した関数を導入することで、精度向上に向けた検討を行った結果、現場スケールの実測値であるということ、一次近似的なボックスモデルという精度を考慮すると、比較的良好なモデルを構築することができた。また、構築したモデルを用いて、埋立作業が埋立14年目に終了したと仮定し、将来の浸出水濃度を予測した結果、CODの廃止基準である90mg/Lについては、ど

ちらの処分場においても埋立終了後、満足することが示された。

謝辞：本研究を実施するにあたり、ヒアリング調査およびサンプル回収にご協力を頂きましたA処分場、B処分場、C町関係者の皆様に感謝申し上げます。また、本研究は大阪湾広域臨海環境整備センター「廃棄物・海域水環境保全に係る調査研究費助成制度」により実施された研究成果の一部である。記して謝意を表す。なお、掘削調査はNPO・LSA特定非営利活動法人最終処分場技術システム研究会のメンバーの協力を得て実施しました。記して謝意を表す。

参考文献

- 1) 松藤敏彦, 吉田英樹: 持続可能な廃棄物最終処分場のあり方, 廃棄物資源循環学会誌, Vol.20, No.6, pp.272-277, 2009.
- 2) 池田勇太, 古市徹, 石井一英, 藤山淳史: 汚濁物質収支モデルを用いた最終処分場の安定化の判定に関する研究—クローズドシステム処分場とオープン型処分場を対象として—, 土木学会論文集 G (環境), Vol.71, No.6, pp. II_405-II_414, 2015.
- 3) 全国都市清掃会議: 廃棄物最終処分場の計画・設計・管理要領, pp.430, 2011.

(2016. 8. 26 受付)

DEVELOPMENT OF A POLLUTANT MASS BALANCE MACRO MODEL FOR ESTIMATING LEACHATE WATER QUALITY OF FINAL DISPOSAL SITES- FOCUSING ON AN IDENTIFICATION OF ELUTION PARAMETER

Toyoki TAKAHASHI, Atsushi FUJIYAMA, Kazuei ISHII and Masahiro SATO

Last year, it captured the final disposal site as one box, a pollutants mass balance model that takes into account the washout and the attenuation of contaminants (COD and Cl) has been proposed from a macro point of view. This study took particular note of elution parameter of a pollutants mass balance model. In concrete terms, it was investigated for improvement the accuracy of model by introducing function of time into elution parameter. As a result of investigation, it was possible to obtain a relatively good result with consideration for the accuracy of using actual measured value of disposal field scale and constructing a primary approximate box model. In addition, this study made a prediction about future leachate concentration using the structured pollutants mass balance model.